Impact des herbicides sur les écosystèmes forestiers et aquatiques et la faune sauvage : l'expérience américaine

Jerry Lee Michael

Les herbicides utilisés en forêt et leur impact sur les écosystèmes terrestres et aquatiques font l'objet de nombreux débats, surtout depuis la publication du livre de Rachel Carson, "*Silent Spring",* en 1962. À cette époque, plusieurs composés chlorocarbonés, et notamment le plus connu d'entre eux, le DDT (1), étaient largement utilisés aux États-Unis et à travers le monde. Et si de nombreuses thèses affirmées dans le livre de Carson restent encore très contestées, il est clair que le DDT présentait une menace pour les constituants de certains écosystèmes. Bien que le DDT soit interdit aux États-Unis depuis 1972, il possède des avantages reconnus en matière de protection de la santé humaine et continue, même aujourd'hui, à occuper une place dans le monde. D'après l'Organisation mondiale de la Santé, les avantages de ce produit en matière de lutte contre les vecteurs de maladies compensent largement les risques qu'il présente pour la santé humaine (OMS, 1998) et il a été ainsi décidé de continuer à utiliser le DDT tant qu'un produit de substitution n'aura pas été trouvé et ce, malgré les vives critiques dont il est l'objet, fondées sur ses impacts avérés ou suspectés sur l'environnement.

Ce qui est arrivé avec le DDT a créé beaucoup de méfiance, mais on peut en tirer de précieuses leçons. La première est que la science n'est pas parfaite. La seconde est que la vigilance est de rigueur lorsqu'il s'agit de trouver des applications à la science, que ce soit dans le secteur de l'entreprise, le domaine privé ou public, l'éducation ou les institutions, pour assurer la sécurité de toute technologie qui touche à l'homme et à l'environnement dans lequel il vit. Aucune composante du monde de la recherche ne peut, à elle seule, tester chaque facteur ou ensemble de facteurs pour déterminer la sécurité ou non d'une nouvelle technologie quelle qu'elle soit. Il est impossible, d'ailleurs, de "prouver" quoi que ce soit selon les critères scientifiques. On se trouve ainsi devant un paradoxe : comment assurer la sécurité d'une technique alors que la science n'est pas en mesure de la démontrer ? Nous sommes contraints de trouver d'autres méthodes pour prendre des décisions concernant de nouveaux développements scientifiques et le rôle que joueront ces derniers dans la société. À l'heure actuelle, la méthode la plus largement acceptée est celle de l'évaluation des risques.

L'évaluation des risques reconnaît et intègre l'incertitude dans les processus d'évaluation et prévoit la gestion de l'incertitude dans la prise de décision. Aux États-Unis, l'évaluation des risques utilise un système à plusieurs volets. À chacun de ces volets correspondent des ques-

(1) DDT : Dichloro-Diphényl trichloroéthane.

tions susceptibles d'engager des recherches plus approfondies destinées à mettre en évidence les problèmes potentiels. Au terme de chaque volet, il est parfois nécessaire de faire de plus amples recherches et fournir des informations supplémentaires.

La plupart des données relatives aux nouveaux pesticides sont fournies par les essais réglementaires des produits chimiques expérimentaux effectués au laboratoire et en plein champ qui démarrent avant l'homologation initiale auprès de l'Agence américaine pour la Protection de l'Environnement (EPA). Avant que les produits ne puissent être homologués, celle-ci exige que soient fournies toutes les données permettant d'effectuer les évaluations de risques pour la santé humaine et pour l'environnement.

Les évaluations de risques pour la santé humaine sont largement basées sur les résultats d'essais sur les animaux à partir desquels sont déterminées les limites toxicologiques aiguës, chroniques et subchroniques pour la reproduction, le caractère tératogène (néfaste pour l'embryon), cancérigène et mutagène du produit. Différentes voies d'exposition sont prises en compte en fonction du test toxicologique pratiqué — orale, transdermique, contamination des yeux, inhalation. Les évaluations de risques écologiques étudient le devenir des herbicides forestiers dans l'environnement et leurs impacts sur les écosystèmes terrestres et aquatiques. Pour ce faire, des essais sont pratiqués sur un large éventail de mammifères terrestres, oiseaux, insectes, poissons et invertébrés aquatiques. Conformément à la procédure d'homologation, des essais en laboratoire et sur le terrain sont pratiqués avec une formulation pure ou technique de la matière active, ainsi qu'avec le produit final, c'est-à-dire la formulation destinée à être commercialisée. Sont également demandées pour le produit final les données provenant d'études de dispersion sur le terrain en ce qui concerne les sols et les écosystèmes aquatiques et forestiers. Les études de métabolisme aérobie et anaérobie dans le sol et dans l'eau sont obligatoires pour toutes les matières actives, ainsi que les essais de toxicité en cas de métabolites pouvant poser problème. Le devenir écologique et l'impact de chaque herbicide sont influencés par de nombreux facteurs tels que les modalités d'utilisation du produit, ses propriétés chimiques, sa persistance, son mode d'action et sa toxicité. Les herbicides récents à usage forestier possèdent des caractéristiques chimiques et biologiques relativement sûres pour l'environnement, en comparaison avec les produits phytosanitaires utilisés dans les secteurs périurbain, urbain et agricole.

MODALITÉS D'UTILISATION DES PESTICIDES SUR LE TERRITOIRE AMÉRICAIN

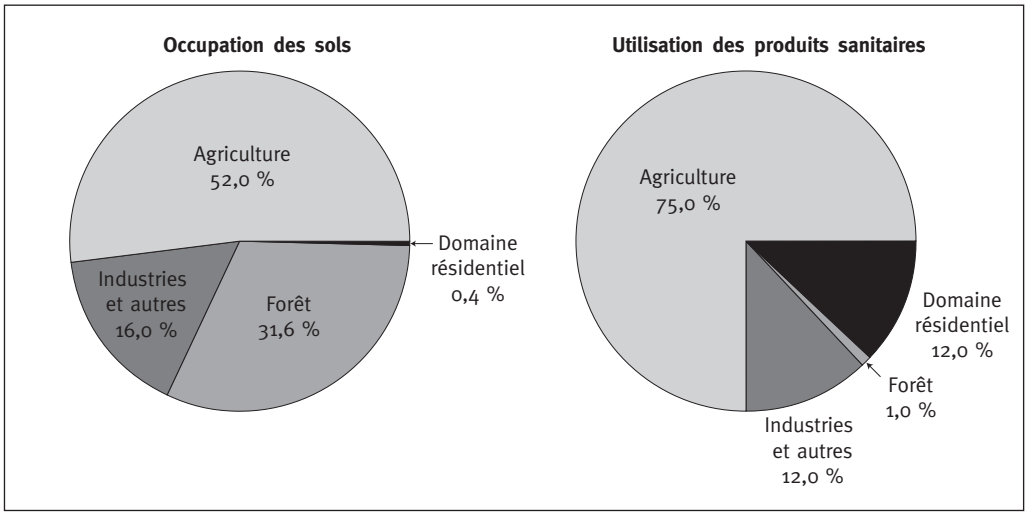
Environ 2,1 milliards de kg de matières actives pesticides sont utilisés chaque année aux États-Unis, dont 442 millions de kg de pesticides classiques qui incorporent 890 matières actives homologuées par l'agence EPA, sous forme d'environ 20 700 produits commerciaux homologués. Les 1 658 millions de kg restants relèvent de la catégorie des pesticides non classiques. Celle-ci comporte les produits tels que les agents de préservation du bois (303 millions de kg), les biocides spécialisés (119 millions de kg) utilisés dans les piscines et stations thermales, pour le traitement des eaux industrielles, et comme désinfectants et agents stérilisateurs de l'eau ; elle comprend aussi les chlores/hypochlorites, groupe le plus important (1 083 millions de kg) utilisé principalement pour la désinfection de l'eau potable et des eaux usées (Aspelin et Grube, 1999) ainsi qu'un certain nombre d'autres spécialités utilisées à des fins diverses. L'intensité avec laquelle sont utilisés les pesticides classiques est variable sur le territoire américain (environ 936 millions d'hectares), mais le plus intense de ces usages relève du milieu résidentiel, que ce soit à l'intérieur et à l'extérieur des habitations ou sur les gazons qui les entourent (figure 1, p. 595). D'autre part, les herbicides employés en sylviculture sont appliqués une ou deux fois par révolution (de 20 à 80 ans selon l'essence et le produit final visé), alors que, sur les cultures

agricoles et dans le domaine résidentiel, plusieurs épandages sont effectués chaque année. Nous traiterons dans cet article d'un groupe limité de pesticides classiques, à savoir les herbicides à usage forestier.

FIGURE 1 **OCCUPATION DES SOLS ET UTILISATION DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES AUX ÉTATS-UNIS**

Si le secteur agricole consomme la majorité des 442 millions de kg de matières actives pesticides utilisées chaque année aux États-Unis, c'est dans le domaine résidentiel qu'on en fait l'usage le plus intensif alors qu'il est le moins intensif dans le domaine forestier

(Aspelin et Grube, 1999 ; Pimentel et Levitan, 1986 ; Short et Colborn, 1999).



63 % des 302 millions d'ha de massifs forestiers aux États-Unis relèvent de la propriété privée alors que 77 millions d'ha sont sous la tutelle du National Forest System ou NFS [Organisme forestier national] agissant pour la collectivité. Quant au domaine forestier restant, il est géré par le National Park System [Parcs nationaux], le Bureau of Land Management [Bureau de l'Aménagement du Territoire], le Bureau of Indian Affairs [Bureau des Affaires indiennes], et par les collectivités aux niveaux étatique et local. 20 matières actives seulement sur les 890 homologuées entrent dans la formulation de plus de 95 % des produits pesticides employés pour la gestion de la végétation forestière. La gestion de la végétation forestière, au sens large, comprend des activités telles que la protection des plantes vis-à-vis de dommages causés par les animaux, insectes, bactéries et champignons mais également la destruction des adventices, les activités liées à la culture des résineux et des feuillus et la valorisation des zones de loisirs et de l'habitat de la faune sauvage. Il est difficile de déterminer quelles sont les quantités exactes de chaque type de pesticide utilisées pour la gestion des forêts de production car ces informations sont confidentielles.

Bien évidemment, l'utilisation des produits phytosanitaires, et notamment des herbicides, est plus répandue dans les forêts de production que dans le domaine sous tutelle du NFS. Dans les 12 États du Sud, l'utilisation d'herbicides dans les forêts privées a augmenté de 53 % entre 1996 et 1998 et le nombre d'hectares déclarés en 1998 comme ayant été traités aux herbicides a atteint 256 345 (Dubois *et al.*, 1999). Pour la même période, seuls 48 169 ha de l'ensemble des terres sous tutelle de la NFS au niveau national ont été traités aux herbicides (USFS, 1998).

INFLUENCE DES PROPRIÉTÉS CHIMIQUES SUR LE DEVENIR DES HERBICIDES DANS L'ENVIRONNEMENT

Les interactions entre les propriétés chimiques des herbicides et les conditions propres à la station et au milieu concernés déterminent la persistance, la mobilité hors de la station et dans la station, ainsi que le potentiel de bioaccumulation. Chacun de ces aspects du destin écologique définit la probabilité pour un organisme d'être exposé. Les principales caractéristiques concernées sont les coefficients K_d et K_{ow}, l'hydrosolubilité, la dégradation hydrolytique et photolytique et les réactions d'oxydoréduction.

K_d, le coefficient de partage sol-eau, constitue la mesure du potentiel d'adsorption sur les particules de sol d'un herbicide en solution aqueuse. Ce coefficient est souvent, mais pas systématiquement, lié à la quantité de carbone organique dans le sol (Wauchope *et al.*, 1992). La mesure du K_d peut se faire directement pour chaque sol mais de nombreux efforts ont néanmoins été faits pour se passer de la mesure directe. Dans la plupart des cas, c'est le K_{oc} qui est affiché pour les pesticides. Ce coefficient K_{oc} est calculé à partir de K_d en prenant comme hypothèse que l'adsorption de pesticides sur les particules de sol dépend uniquement de la matière organique. On lui accorde ainsi une valeur "prévisible" basée exclusivement sur la solubilité. Cette valeur est utile à condition que sa précision soit admissible dans un ordre de grandeur donné. Cette hypothèse n'est toutefois pas valable pour les herbicides polaires, ionisants et hautement hydrosolubles dont nous traitons ici et nous avons donc préféré le K_d qui est une estimation plus précise de l'affinité de chaque herbicide vis-à-vis du sol. Étant donné le très grand nombre de types de sols que l'on trouve dans le monde, on utilise volontiers des fourchettes de valeurs pour les K_d (tableau I, p. 597). Pour certains de ces coefficients, les données sont limitatives et, dans ce cas, une valeur unique est affichée.

Des valeurs élevées de K_d indiquent une forte tendance à l'adsorption sur les particules de sol. Les herbicides à adsorption élevée sont moins disponibles et moins susceptibles d'être transférés hors de la station par le ruissellement en cas d'orage sauf si l'adsorption se produit sur des particules qui sont ultérieurement érodées. Ces produits sont également généralement moins sujets aux déperditions par dégradation et par volatilité comparés à ceux qui ont une faible valeur K_d. Les valeurs élevées de K_d pour le fluazifop-p-butyle, le glyphosate et l'oxyfluorfene (tableau I) indiquent une forte adhérence de ces produits aux particules de sol et peu de mobilité une fois au contact du sol.

K_{ow}, le coefficient de partage octanol-eau constitue lui aussi une mesure de l'hydrophobicité des herbicides. Des valeurs élevées de K_{ow} indiquent l'existence d'un potentiel de stockage dans les tissus adipeux et par conséquent d'un plus grand potentiel de bioaccumulation. La bioaccumulation est une augmentation de la concentration d'une substance chimique dans un organisme, due à une absorption excessive par les tissus par rapport au taux métabolique et à la vitesse d'excrétion. En règle générale, les pesticides persistants ayant des valeurs de K_{ow} supérieures à 1 000 sont potentiellement biocumulables. L'oxyfluorfene a un potentiel faible à modéré de bioaccumulation chez le Crapet arlequin (facteur de bioconcentration de 1 300) et le Poisson-chat tacheté (facteur de bioconcentration jusqu'à 5 000) après une période d'exposition de 30 à 40 jours dans des solutions contenant 10 ppb d'oxyfluorfene (Extoxnet, 1996c). L'hexazinone, dont la valeur K_{ow} est de 14,79, n'est pas biocumulable. Le fluazifop, dont le K_{ow} est très élevé mais qui est peu soluble dans l'eau, rapidement hydrolysable et dont la demi-vie est d'environ une semaine, ne risque pas de poser de problème de bioaccumulation.

La solubilité peut agir sur la persistance et la mobilité des herbicides dans les stations traitées mais ne constitue généralement pas le facteur limitant lorsqu'elle est supérieure à 1 mg/l. Pour

certains herbicides, la solubilité et le K_{ow} sont fonction du pH. Lorsque le pH augmente, la solubilité du sulfometuron et du metsulfuron, deux sulfonylurées, augmente parfois sensiblement, alors que le K_{ow} diminue. Par exemple, à un pH de 5 et une température de 25 °C, l'hydrosolubilité du sulfometuron est de 6,4 mg/l, alors qu'à un pH de 7, cette solubilité atteint 244 mg/l. Par conséquent, avec les pH couramment trouvés dans les forêts, la solubilité des herbicides qui figure au tableau I est telle qu'on peut estimer que tous, à l'exception de l'oxyfluorfene et du quizalofop éthyle, sont mobiles dans les sols forestiers. Au moyen du modèle GLEAMS, Michael *et al.* (1996) avaient postulé que les profils de mobilité hors station de l'imazapyr, de l'hexazinone et du triclopyr seraient très semblables pour des applications sur sols identiques. Cependant, les coefficients de partage du sol indiquent que la mobilité du fluazifop-p-butyle, du glyphosate et, sur certains sols, de l'hexazinone et du propyzamide, est limitée par l'adsorption sur les particules de sol.

De plus, la persistance et la mobilité hors station des herbicides sont souvent limitées par l'hydrolyse et la photolyse (tableau I). Une hydrolyse rapide limite la persistance du butoxy éthyle ester et des formulations triéthyle amine du triclopyr, les réduisant rapidement à de l'acide triclopyr dans un intervalle allant de quelques heures à moins de deux jours. L'acide triclopyr subit ensuite une dégradation supplémentaire par photolyse alors que l'hydrolyse n'agit plus sur la forme acide. Il faut également tenir compte de la photolyse et l'hydrolyse lorsqu'on prélève

TABLEAU I **Propriétés chimiques de certains herbicides**

Herbicide	K_d	K_{ow}	Solubilité aqueuse (mg/l) **	Photolyse	Hydrolyse	Demi-vie moyenne dans le sol (jours)
Asulame*	0,24-1,0	0,31-1,8	5 000	Oui	Oui	
2,4-D	0,14-3,38	2,81	620	Oui	Oui	
Dalapon*	1	6	900 000	Oui	Oui	
Dichlobénil *	0,295-2,098	3,06	18	Oui	Non	–
Dichlorprop*	2	1000	350	Non	Non	–
Fluazifop-p-butyle*	67	31622	2	Non	Oui	–
Fosamine ammonium	0,095	0,00125	1790000	Non	Non	–
Glyphosate	62-175	0,0017	12 000	Non	Non	29
Hexazinone	0,24-10,8	14,79	33 000	Oui	Non	88
Imazapyr	0,06-3,02	1,3	15 000	Oui	Non	46
Metsulfuron	1,4	0,01-1,0	9 500	Oui	Oui	42
Oxyfluorfene *	1 160	29 400	0,1	Oui	Non	–
Propyzamide*	3,2-10,1	1568	15	Oui	Non	–
Quizalofop éthyle*	6,2	15 849	0,31	–	–	–
Sulfometuron	0,71	0,31	244	Oui	Oui	26
Triclopyr	0,165-0,975	‹5 (TEA)	435	Oui	Non	99

* Non homologué pour usage général forestier aux États-Unis.
** Hydrosolubilité à 20 ou 25 degrés C et pH de 7 lorsque ce dernier est pertinent.

Sources : Grover (1977) ; Hay (1990) ; Kidd et James (1991) ; Pesticide Information Profiles (PIPs, http://ace.orst.edu/info/extoxnet/pips/searchindex.html) – fruit d'une collaboration entre l'Université de Californie Davis, la Oregon State University, la Michigan State University et Cornell University ; SERA (1999) ; les documents en ligne de la base de données *USDA-ARS Pesticide Properties Database* (http://wizard.arsusda.gov/acsl/ppdb2.html) ; et les documents RED (décision d'aptitude au renouvellement d'une homologation) de la US Environmental Protection Agency.

des échantillons d'eau pour contrôler les résidus. Dans la majorité des cas, il est préférable de garder tous les échantillons au frais et à l'abri de la lumière. Dans le cas des sulfonylurées, le taux d'hydrolyse diminue lorsque le pH augmente et, par conséquent, il est nécessaire pour les sites où l'eau est acide de stabiliser la solution échantillon en ajustant le pH à un niveau neutre ou supérieur.

Toutes ces propriétés chimiques jouent un rôle important dans le devenir dans l'environnement des herbicides figurant au tableau I (p. 597). Si on tient également compte de facteurs biotiques tels que l'activité microbienne, la persistance de ces produits est réduite à un niveau sensiblement plus bas que celui des composés chlorocarbonés plus anciens, objets de tant de méfiance après la publication du livre de Carson. En réalité, la demi-vie dans le sol de ces composés est relativement courte dans les conditions de terrain. Sont présentées au tableau I les données de demi-vie disponibles à travers le monde pour les herbicides forestiers les plus largement utilisés aux États-Unis. Ces moyennes sont calculées à partir de données provenant de milieux et de conditions pédologiques très variés à travers le monde.

MODE D'ACTION

La toxicité des pesticides, et notamment des herbicides, est un sujet de préoccupation majeur. Cependant, les pesticides ne sont pas les seuls produits chimiques toxiques avec lesquels nous entrons en contact quotidiennement. Toute substance chimique, qu'elle soit naturelle ou synthétique, est toxique à un niveau d'exposition donné. La différence entre les toxicités aiguë et chronique par rapport à la dose sans effet nocif (NOEL – *no observed effect level*) est avant tout fonction de l'exposition au cours d'un temps donné et du mode d'action de la substance. Par exemple, la vitamine D est indispensable à la bonne santé et les mammifères en consomment quotidiennement. Cependant, elle peut parfois être très toxique, et même plus toxique que la plupart des herbicides utilisés pour la gestion des forêts. La DL_{50} aiguë par voie orale pour l'homme (la quantité requise pour provoquer la mort de la moitié des individus testés) de la vitamine D est de 10 mg/kg/jour (Ottoboni, 1984) alors que, pour le 2,4-D, cette dose est de 300 mg/kg/jour. La nicotine, que l'on retrouve dans la plupart des produits à base de tabac et qui est également présente dans un insecticide, est répertoriée comme étant hautement toxique avec une DL_{50} aiguë par voie orale de moins de 5 mg/kg/jour.

C'est grâce à leur mode d'action que la plupart des herbicides ont des effets utiles et efficaces car c'est lui qui permet de supprimer les plantes sensibles à des doses d'application relativement faibles, alors que les animaux ne sont éliminés qu'à des doses beaucoup plus élevées. C'est également le mode d'action qui permet la sélectivité entre les espèces végétales. C'est principalement en raison de leur mode d'action que la plupart des herbicides sont relativement non toxiques pour les mammifères, les oiseaux, les poissons, les insectes et les espèces aquatiques non végétales.

Les végétaux possèdent un certain nombre de systèmes métaboliques qui n'existent pas chez l'animal et qui constituent le plus souvent la cible du mode d'action de l'herbicide. Beaucoup d'herbicides forestiers font partie de la catégorie des régulateurs de croissance végétale (PGR : plant growth regulator ou PGRs) et notamment les produits suivants : asulame ; 2,4-D ; dalapon ; dichlobénil ; fosamine ammonium ; propyzamide ; triclopyr. Ces régulateurs peuvent agir sur plusieurs sites à la fois dans une plante et en perturber ainsi l'équilibre hormonal, en particulier par mimétisme ou par inhibition d'une hormone de croissance végétale, l'acide indolacétique (AIA), par inhibition de la synthèse protéique empêchant ainsi le bourgeonnement des

bourgeons à feuilles et la croissance des pousses et des racines ou, dans le cas du triclopyr, en amorçant une prolifération cellulaire incontrôlée dans les végétaux.

Parce qu'ils empêchent la formation d'acides gras essentiels à la production de lipides, le fluazifop-p-butyle et le quizalofop éthyle inhibent la synthèse lipidique. Or, ces lipides sont indispensables à la formation et à la fonction des membranes cellulaires et à la prolifération de nouvelles cellules. Ces inhibiteurs de synthèse d'acides gras inhibent une enzyme simple, l'acétyl-CoA carboxylase que l'on retrouve également chez l'animal.

Le glyphosate inhibe la voie shikimique pour barrer la route à la 5-enolpyruvoylshikimate-3-phosphate synthase et interdire la production de chorismate. Le chorismate est à son tour indispensable à la synthèse de nombreux produits de métabolisation essentiels pour les végétaux, notamment l'acide essentiel trytophan et l'AIA qui permettent la croissance des plantes. Jusqu'à 35 % de la matière sèche végétale est obtenue des produits issus de la voie shikimique.

L'hexazinone inhibe la photosynthèse qui est indispensable à la fixation de carbone et à la production d'énergie par les plantes vertes. Si celle-ci est inhibée de façon prolongée, la plante meurt. La plupart des plantes tolérantes à l'hexazinone utilisent un mécanisme de dégradation qui produit des molécules non toxiques afin de détoxifier l'herbicide, ou bien stockent celui-ci dans des sites inactifs de la plante.

L'imazapyr et les sulfonylurées, le metsulfuron et le sulfometuron, inhibent l'acétolactate synthase (ALS). L'ALS est une enzyme nécessaire à la synthèse des acides aminés à chaîne latérale essentiels que sont l'isoleucine, la leucine et la valine. On les appelle essentiels car, étant donné que les mammifères ne sont pas dotés de la voie ALS, ils ne peuvent les synthétiser et dépendent donc uniquement des végétaux pour s'en procurer.

TOXICITÉ

Certains termes sont utiles à toute discussion portant sur la toxicité. Le terme DL_{50} (dose létale à 50 %) est couramment utilisé et indique la dose administrée qui entraîne la mort de la moitié des organismes soumis à l'essai. Les essais de toxicité ne sont guère effectués sur l'homme et l'on fait appel à différentes espèces de mammifères de substitution. Cependant, la DL_{50} est un concept peu rassurant dans la mesure où l'on sait que la moitié des animaux devront mourir et que les autres seront sans doute très atteints. Un terme plus acceptable et plus utile est celui de la dose sans effets nocifs (NOEL : *no observable effect level*). Cette dose traduit le niveau d'exposition le plus élevé auquel aucun effet n'est observé sur l'animal testé. On utilise souvent un terme proche : la dose sans effets indésirables (NOAEL : *no observable adverse effect level*). La dose orale de référence (RfD ou *oral reference dose*) est la quantité totale de pesticide susceptible d'être consommée quotidiennement tout au long d'une vie sans effets indésirables pour la santé. L'agence américaine EPA utilise un calcul basé sur la dose sans effets nocifs la plus faible pour les animaux plus un facteur de sécurité supplémentaire de 100 (10 pour la variabilité interspécifique et 10 pour la variabilité intra-spécifique) à 1 000 selon qu'elle accorde plus ou moins de fiabilité aux données disponibles. Une autre mesure relative de sécurité chez des mammifères est le "*health advisory level*" (HAL), à savoir la concentration maximale admissible pour un herbicide dans de l'eau potable susceptible d'être consommée quotidiennement tout au long d'une vie dont il est estimé qu'elle n'entraînera pas d'effet indésirable pour la santé. On peut estimer la toxicité potentielle des teneurs d'herbicides observées dans l'eau à partir des valeurs HAL, RfD, et NOEL figurant au tableau II (p. 600).

TABLEAU II **Toxicité de certains herbicides**

Les valeurs proviennent des sources de la US Environmental Protection Agency, et notamment de la Office of Drinking Water (Bureau de l'Eau potable)

Herbicide	HAL (mg/l)	RfD (mg/kg/jour)	NOEL Mammifères (mg/kg/jour)	NOEL aquatiques (mg/l)	Catég. Cancer
Asulame*	ND	0,36	36	ND	C
2,4-D	0,07	0,01	1-37	2-15	D
Dalapon*	0,2	0,03	8,45	ND	D
Dichlobénil *	ND	0,013	1,25-60	0,006-10,0	C
Dichlorprop*	ND	ND	4-50	ND	D
Fluazifop-p-butyle*	ND	ND	ND	ND	ND
Fosamine ammonium	ND	0,01	10	ND	D
Glyphosate	0,7	0,1	10-500	25-50	D
Hexazinone	0,4	0,05	10-250	10->80	D
Imazapyr	ND	2,5	300-10 000	0,024->100	E
Metsulfuron	ND	0,25	25-700	>150	D
Oxyfluorfene *	ND	0,003	0,3-1000	ND	C
Propyzamide*	0,05	0,075	5-30	ND	C
Quizalofop éthyle*	ND	0,013	1,25	ND	D
Sulfometuron	ND	0,02	50	>1,2	D
Triclopyr	ND	0,05	2,5-240	ND	D

ND : non disponible.
* Non homologué pour usage forestier général aux États-Unis.

Les mammifères

La toxicité pour les mammifères des herbicides à usage forestier est très faible. Les valeurs des doses sans effets nocifs pour les animaux figurant au tableau II indiquent que la plupart des herbicides utilisés en forêt sont bien moins toxiques que la vitamine D. Pour la plupart de ces herbicides, les doses sans effets nocifs se situent entre la DL_{50} de la vitamine D (10 mg/kg/jour) et celle de la nicotine (moins de 5 mg/kg/jour). Les risques de cancer associés aux herbicides à usage forestier constituent l'un des principaux soucis de l'opinion publique. Théoriquement, n'importe quel produit chimique pouvant être à l'origine du développement d'une tumeur est classé comme cancérigène, qu'il s'agisse de tumeur maligne ou bénigne. L'agence américaine EPA fait une classification des pesticides en fonction de leur caractère cancérigène : groupe A, cancérigène pour l'homme ; groupe B, cancérigène probable pour l'homme ; groupe C, cancérigène possible pour l'homme ; groupe D, inclassable quant au caractère carcinogène pour l'homme ; groupe E, éléments militant en faveur du caractère non cancérigène (tableau II, ci-dessus). En règle générale, des dispositions réglementaires sont prises en matière de protection de la santé humaine lorsque les risques de cancer tout au long de la vie sont supérieurs à un pour cent mille (10^{-5}), ou bien un pour dix mille (10^{-4}) sauf s'il existe de très fortes contraintes techniques ou économiques (EPA, 1991). Bien que ces limites soient à l'évidence arbitraires, elles sont néanmoins raisonnables au vu des risques de cancer que court l'homme tout au long de la vie. Par exemple, le risque au cours d'une vie de contracter un cancer est estimé à 1 sur 3 du fait d'être exposé au rayonnement solaire, à 8 sur 100 pour les fumeurs qui consomment un paquet ou plus de cigarettes par jour, à 7 sur 10 000 par tabagisme passif des non-fumeurs, et à 8 sur 100 000 pour les personnes qui mangent 56 grammes environ par semaine de beurre d'arachide

à teneur naturelle en aflatoxine B1 (EPA, 1991). Tous les herbicides à usage forestier homologués aux États-Unis font partie des catégories D ou E de la classification en matière cancérigène, soit parce qu'ils sont inclassables selon ce critère (D), soit parce qu'ils bénéficient de certains éléments militant en faveur de leur caractère non cancérigène (E). Le risque de développer un cancer dû à une exposition à ces produits est actuellement estimé à moins de 1 sur 100 000.

Il existe une documentation très fournie sur les effets des herbicides à usage forestier sur les autres mammifères sauvages, mais il n'est pas possible dans le cadre du présent article de faire la synthèse de toutes ces publications. Suffira-t-il de dire que les herbicides sont très largement utilisés pour améliorer l'habitat de la faune sauvage et maintenir une composition végétale propice à celle-ci ? La plupart des essais de toxicité rapportés dans cet article sont menés sur les souris, les rats, les lapins, les chiens et les chèvres et sont donc représentatifs de la toxicité prévisible pour les mammifères sauvages.

La faune aviaire, les insectes, les poissons et autres organismes aquatiques

Les évaluations de risques pour la santé et pour l'environnement sont parmi les exigences minimales pour l'homologation d'un pesticide aux États-Unis. Les données toxicologiques qui doivent être présentées au titre de l'évaluation des risques pour l'environnement portent sur des espèces représentatives des populations à risque. Outre les mammifères énumérés ci-dessus, les espèces suivantes sont également concernées : Abeille mellifère, Puce d'eau, Canard colvert, Colin de Virginie, Truite arc-en-ciel, Crapet arlequin, plusieurs espèces de Saumon dont le Saumon coho, Tête de boule, Huître, Crabe à signaux, Bouquet Mississipi, Crevette rouge, Algues vertes y compris les *Chlorella* sp. et *Selenastrum* sp., Algues bleues (et notamment *Anabaena* sp.), Diatomées y compris *Naviculla* sp. (d'eau douce) et *Skeletonema* sp. (d'eau de mer), et au moins un macrophyte aquatique sensible (généralement une *Lemna* sp.). Les fabricants de produits chimiques qui présentent des demandes d'homologation de pesticide ont une certaine marge quant au choix des espèces sur lesquelles ils effectuent leurs essais toxicologiques. De ce fait, les données disponibles pour les herbicides ne portent pas sur toutes les espèces et certaines espèces supplémentaires ou de substitution sont parfois soumises aux essais à condition que la société en question soit en mesure de justifier de telles exceptions. En règle générale, les résultats d'essais sur les espèces autres que mammifères sont exprimés en valeurs de DL_{50} et on ne dispose pas toujours des valeurs NOEL. Une synthèse des données toxicologiques pour les oiseaux, poissons et autres espèces, exprimées en valeurs de DL_{50}, est présentée aux tableaux III à V.

Ainsi qu'en témoignent les données du tableau III (p. 602), la plupart des herbicides à usage forestier sont pratiquement non toxiques pour les oiseaux. Les essais de toxicité pour ces espèces sont à la fois aigus (gavage) et chroniques (dans l'alimentation). Seuls le 2,4-D et le triclopyr sont considérés comme légèrement toxiques. Les données portant sur le dalapon et le dichlorprop, qui ne sont pas utilisés pour la forêt aux États-Unis alors qu'ils sont autorisés dans l'Union européenne, sont incomplètes.

La toxicité des herbicides pour les poissons apparaît au tableau IV (p. 602). La plupart d'entre eux sont classés dans les catégories des produits quasiment non toxiques ou légèrement toxiques pour les poissons, sauf certains qui sont classés dans les catégories modérément à hautement toxiques, dont le 2,4-D, dichlobénil, dichlorprop, fluazifop, glyphosate et oxyfluorfene.

Le fluazifop, le glyphosate et l'oxyfluorfene sont quasiment immobiles dans le sol et sont peu susceptibles d'atteindre les cours d'eau à des concentrations présentant un danger sauf en cas d'une erreur d'application ou de déversement intempestif. Lors d'épandage par voie aérienne, ce type d'erreur arrive mais la mise en place de zones de gestion sur les berges des cours d'eau ou l'épandage au sol devraient éviter ce type d'incident. Les données toxicologiques qui figurent

TABLEAU III **Toxicité de certains produits herbicides pour la faune aviaire**

Herbicide	Canard colvert DL_{50} aiguë mg/kg (DL_{50} chronique, ppm)	Colin de Virginie DL_{50} aiguë mg/kg (DL_{50} chronique, ppm)	Catégorie Toxicité Aviaire USEPA (1)
Asulame*	›4 000 (› 75 000)	›4 000	PN
2,4-D	1 000	668	LT
Dalapon*	–	–	–
Dichlobénil *	›2 000 (› 5 200)	683 (5 200)	PN
Dichlorprop*	–	–	–
Fluazifop-p-butyle*	›3 528 (› 4 321)	(› 4 659)	PN
Fosamine ammonium	›5 000 (10 000)	›5 000 (5 620)	PN
Glyphosate	(› 4 640)	›2 000 (› 4 640)	PN
Hexazinone	2 251 (› 5 000)	2 251 (› 5 000)	PN
Imazapyr	›2 150 (› 5 000)	›2 150 (› 5 000)	PN
Metsulfuron	›2 510 (› 5 620)	(› 5 620)	PN
Oxyfluorfene *	(› 5 000)	›2 150 (› 5 000)	PN
Propyzamide*	20 000 (› 10 000)	8 770 (› 4 000)	PN
Quizalofop éthyle*	(› 5 000)	(› 5 000)	PN
Sulfometuron	›5 000 (› 5 000)	(› 5 620)	PN
Triclopyr	1698 (5 620)	(2 934)	LT

ND : données non disponibles.
* Non homologué pour usage forestier aux États-Unis.
(1) PN : pratiquement non toxique ; LT : légèrement toxique.

TABLEAU IV **Toxicité pour les poissons d'eau douce (temps d'exposition de 48 et 96 heures) de certaines préparations commerciales d'herbicide**

Herbicide	Truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) DL_{50} aiguë, mg/l	Crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) DL_{50} aiguë, mg/l	Catégorie Toxicité Poissons USEPA (1)
Asulame*	›5 000	›5 000	PN
2,4-D	1-100	1-100	HT
Dalapon*	105	105	PN
Dichlobénil *	6,26	8,31	MT
Dichlorprop*	–	1,1	HT
Fluazifop-p-butyle*	1,37	0,53	HT
Fosamine ammonium	377	590	PN
Glyphosate (IPA)	8,2	5,8	MT-PN
Hexazinone	›585,6	›1 000	PN
Imazapyr	›100	›100	PN
Metsulfuron	›150	›150	PN
Oxyfluorfene *	0,41	0,2	HT
Propyzamide*	72	›100	LT
Quizalofop éthyle*	–	–	–
Sulfometuron	›12,5	›12,5	LT
Triclopyr (acide qualité technique)	117	148	PN

ND : données non disponibles.
* Non homologué pour usage forestier général aux États-Unis.
(1) HT : hautement toxique ; MT : modérément toxique ; LT : légèrement toxique ; PN : pratiquement non toxique.

au tableau IV ont été déterminées à des concentrations statiques pendant 48 ou 96 heures. Pour que les concentrations dans les cours d'eau puissent atteindre des valeurs proches de la DL_{50}, il faudrait que les eaux de ruissellement par orage atteignent des valeurs entre 1 et 6 mg/l pendant 2 à 4 jours. Si l'on suppose l'homogénéité du mélange, l'absence d'hydrolyse ou de photolyse, l'absence de dégradation microbienne et d'adsorption par le sol ou le sédiment, la dose d'application nécessaire pour atteindre une concentration de 1 mg/l serait de 1,5 kg ma/ha (kg de matière active/ha) directement pulvérisée sur toute la surface d'une pièce d'eau de 15 cm de profondeur, 3 kg ma/ha pour une profondeur de 30 cm, et 4,5 kg ma/ha pour une profondeur de 45 cm. Comme nous le verrons par la suite, ce ne sont pas des concentrations normalement pratiquées.

De nombreux groupes d'organismes autres que les mammifères, les oiseaux et les poissons sont également soumis à des essais, mais il n'est pas possible d'en synthétiser toutes les données dans le cadre du présent article. Le dernier tableau relatif à la toxicité met en lumière l'action des herbicides à usage forestier (préparations commerciales) vis-à-vis de certains autres organismes (tableau V, ci-dessous). Les données concernant certains composés qui figurent dans ce tableau présentent cependant des lacunes. Seuls le quizalofop et le 2,4-D sont manifestement toxiques pour les abeilles mellifères. La plupart des herbicides qui figurent au tableau V sont classés comme légèrement toxiques ou toxiques pour la Lentille d'eau. Il était prévisible qu'un macrophyte aquatique comme la Lentille d'eau soit plus sensible aux herbicides que les insectes, oiseaux, poissons ou mammifères. Les données concernant le triclopyr portent sur l'acide de qualité technique et non sur la préparation commercialisée, sauf dans le cas de la Lentille d'eau où TEA représente la formulation triéthyle amine et BEE le butoxyl éthyle ester.

TABLEAU V **Toxicité de certaines spécialités commerciales d'herbicide pour les insectes, les invertébrés et les macrophytes aquatiques**

Herbicide	Abeille mellifère (*Apis mellifera*) DL_{50} aiguë, µg/abeille	Puce d'eau (*Daphnia magna*) DL_{50} aiguë, mg/l	Lentille d'eau *(Lemna gibba)* DL_{50} aiguë, mg/l
Asulame*	›36 (PN)	27 (LT)	0,14 (T)
2,4-D	11,5 (LT)	› 5 (MT)	ND
Dalapon*	ND	ND	ND
Dichlobénil *	›120 (PN)	6,2 (MT)	0,03 (T)
Dichlorprop*	ND	ND	ND
Fluazifop-p-butyle*	›200 (PN)	› 10 (LT)	ND
Fosamine ammonium	› 200 (PN)	1524 (PN)	›21 (NOEL, PN)
Glyphosate (IPA)	›100 (PN)	780 (PN)	21,5 (LT)
Hexazinone	›100 (PN)	339,9 (PN)	37,4 (LT)
Imazapyr	›100 (PN)	›100 (PN)	0,024 (T)
Metsulfuron	›25 (PN)	›150 (PN)	ND
Oxyfluorfene *	ND	ND	ND
Propyzamide*	ND	›5,6 (MT)	ND
Quizalofop éthyle*	0,1 (T)	ND	ND
Sulfometuron	›100 (PN)	›1000 (PN)	0,0005 (T)
Triclopyr (acide qualité technique)	›100 (PN)	133 (PN)	[11, TEA; 0,9, BEE]

ND : données non disponibles.
* Non homologué pour usage forestier général aux États-Unis.
(1) HT : hautement toxique ; MT : modérément toxique ; LT : légèrement toxique ; PN : pratiquement non toxique.

LES HERBICIDES À USAGE FORESTIER DANS LES EAUX DE SURFACE

Les résultats de plusieurs études portant sur le suivi du destin écologique des herbicides à usage forestier utilisés dans le Sud des États-Unis ont été publiés (Michael et Neary, 1993). Une autre analyse (Michael, 2000) synthétise les données sur la contamination des eaux de surface et souterraines provenant d'études publiées pour l'Amérique du Nord entre 1974 et 2000. Les données pertinentes ont été tirées de ces deux études et sont ici rapportées au tableau VI (ci-dessous). Lorsque l'on compare les données du tableau VI à celles des tableaux II à V, on constate que, si la contamination des eaux de surface existe, les niveaux de contamination sont bien en dessous de toute limite de toxicité reconnue sauf dans le cas du macrophyte aquatique *Lemna* qui est d'ailleurs l'une des cibles de ces herbicides. Dans la majorité des cas rapportés par la littérature, les niveaux de contamination sont conformes aux normes américaines pour l'eau potable, autrement dit, même après pulvérisation directe des cours d'eau, les valeurs pour l'eau consommée sur place n'atteindront pas les limites toxiques. Michael *et al.* (1999) ont analysé la dissipation de l'hexazinone dans les écosystèmes forestiers après application d'une dose trois fois plus élevée que la normale. Ils ont observé une contamination des cours d'eau par l'hexazinone le jour même du traitement supérieure à la norme applicable à l'eau potable ; celle-ci a duré moins de 30 minutes et a rapidement diminué pour atteindre des niveaux proches de la limite de détection le restant de la journée. Les concentrations maximales observées dans les cours d'eau à la suite du traitement ont duré entre 15 et 30 minutes. Elles ont été atteintes lors du débit de pointe dû à un orage, sans dépasser 0,230 mg/l, soit un niveau bien inférieur aux données de toxicité qui figurent aux tableaux II à V.

DEVENIR DANS L'ENVIRONNEMENT DES HERBICIDES À USAGE FORESTIER ET ÉTUDES DE L'IMPACT CUMULÉ EN AMÉRIQUE DU NORD

Plusieurs études de suivi dans l'environnement ont été menées en Amérique du Nord dont trois servent à donner une idée de l'étendue des efforts visant à vérifier les conséquences écologiques de l'utilisation des herbicides pour la gestion des forêts. Les études décrites ci-dessous ont été menées à partir de préparations commerciales qui contiennent les matières actives mentionnées ci-après. Il s'agit de l'étude *Carnation Creek Glyphosate Study*, l'étude *Coosa County Hexazinone Study* et l'étude *Florida Wetlands Imazapyr Study*.

TABLEAU VI **Récapitulatif de l'incidence des herbicides à usage forestier dans les eaux de surface en Amérique du Nord**

Herbicide	Concentrations observées dans les eaux de surface (mg/l)
2,4-D	0,0000007-2,0
Glyphosate	0,0032-3,08*
Hexazinone	0,00007-2,4*
Imazapyr	0,13-0,680*
Metsulfuron	0,002-0,008
Sulfometuron	0,005-0,044*
Triclopyr	0,002-0,35

Source : Michael et Neary, 1993 ; Michael, 2000.
* Les valeurs maximales résultent d'une application volontaire directe sur une portion au moins du cours d'eau qui draine le bassin versant traité.

L'étude "Carnation Creek Glyphosate"

Cette étude, effectuée entre 1984 et 1986 dans une zone de 10 km² du "Projet expérimental du bassin hydrographique de Carnation Creek", en Colombie Britannique, Canada, portait sur l'application par voie aérienne de glyphosate à 2 kg ma/ha par épandage de la préparation commerciale sous la marque Roundup. Elle visait à évaluer l'impact à court terme du glyphosate sur l'eau, la végétation, les sols et les milieux biotiques des cours d'eau. Les impacts indirects à long terme en matière de qualité de l'eau, de phénomènes d'érosion et de milieux biotiques des cours d'eau ont également été étudiés. 10 à 15 chercheurs ont participé à l'étude dont le point de départ a été la pulvérisation par voie aérienne en septembre 1984 d'une surface du bassin hydrographique de 41,7 ha. Une zone tampon de 10 m de chaque côté des cours d'eau a été respectée à l'exception des deux affluents et de leurs zones humides associées où le produit a été volontairement pulvérisé pour les besoins de l'étude. La teneur maximale en glyphosate dans l'eau a été observée 2 heures après traitement (0,162 mg/l) et a diminué pour atteindre un niveau proche de la limite de détection, à savoir 0,0001 mg/l, dans les 96 heures qui ont suivi le traitement. La teneur des sédiments en glyphosate a atteint un pic de 0,0068 mg/kg 24 jours après le traitement. La teneur maximale de glyphosate dans les feuilles était de 0,261 mg/kg pour l'Aune rouge d'Amérique et 0,448 mg/kg pour la Ronce petit mûrier le jour du traitement mais est redescendue à une valeur de moins de 5 % de son pic maximal dans les 15 jours. La mortalité des alevins de saumon gardés en cage dans l'affluent qui avait été volontairement traité était de 2,6 % alors qu'elle était de 8,8 % dans l'affluent témoin non traité. Rien n'a été trouvé par les chercheurs pouvant indiquer un éventuel effet du glyphosate sur la survie du Saumon coho ou de la Truite fardée. Pour les alevins de Saumon coho, ils ont déterminé que la DL_{50} était de 15 à 55 mg/l (à comparer aux valeurs pour la Truite arc-en-ciel figurant au tableau IV, p. 602). Aucun impact statistiquement significatif n'a été trouvé en ce qui concerne le périphyton ou les invertébrés aquatiques, mais certaines évolutions qualitatives dans les profils de dérive ont pu se produire (Reynolds, 1989).

L'étude "Coosa County Hexazinone"

Cette étude, qui a servi à l'agence américaine EPA aux fins de renouveler l'homologation de l'hexazinone, a été effectuée par le Service des Forêts des États-Unis dans le comté de Coosa, Alabama, États-Unis. Cette étude menée entre 1990 et 1992 a porté sur une zone de 290 ha du bassin de Hatchet Creek et concerné trois bassins hydrographiques dont deux ont été traités et un a servi de témoin non traité. Elle visait à évaluer les impacts directs et indirects de l'hexazinone sur la qualité de l'eau, la végétation, la litière, le sol et les milieux biotiques des cours d'eau par application des préparations commerciales sous les marques Velpar L (pour le premier bassin hydrographique) et Velpar ULW (pour le deuxième bassin hydrographique). L'épandage au mois d'avril 1990 d'une dose de 6,72 kg/ha de la matière active hexazinone (soit 3 fois la dose normale) sur les deux bassins hydrographiques a été le point de départ de cette étude. Une zone tampon de 10 m de part et d'autre de chaque cours d'eau a été respectée sauf pour les biefs d'amont de chaque chenal qui, eux, n'ont pas été protégés. La teneur maximale d'hexazinone dans l'eau a été observée pendant le traitement (0,473 mg/l) et a rapidement diminué pour atteindre un niveau proche de la limite de détection (0,001 mg/l) dans les 24 heures. Tous les relevés suivants (pointe lors du premier orage de 0,230 mg/l) ont mis en évidence des teneurs en baisse continuelle lors des précipitations. Le pic de teneur en hexazinone dans les sédiments était de 1,7 mg/kg. Les concentrations foliaires les plus élevées d'hexazinone ont été relevées le jour du traitement avec la formulation d'hexazinone liquide (Velpar L) pour les espèces suivantes : *Vaccinium* sp. (526 mg/kg), *Cornus* sp. (702 mg/kg), Fougère (384 mg/kg) et graminées (626 mg/kg). Leur dissipation des tissus foliaires fut rapide et pratiquement complète dans les 180 jours. D'après cette étude, l'hexazinone n'a pas agi sur les espèces autochtones de poisson,

la diversité des macroinvertébrés benthiques, la démographie ni sur la fonction du niveau trophique. Des contrôles ont été effectués pour les six métabolites principaux de l'hexazinone mais aucune teneur significative n'a été trouvée dans les échantillons analysés (Michael *et al.*, 1999).

L'étude "Florida Wetlands Imazapyr"

Cette étude, menée conjointement par le Service des Forêts des États-Unis et le Centre pour les zones humides de l'Université de Floride, portait sur l'impact de l'imazapyr par application à des doses très élevées de la spécialité commerciale sous la marque Arsenal Applicator's Concentrate en ce qui concerne les macroinvertébrés benthiques. Le site étudié, situé à 40 km au nord Gainesville, Floride, sur le domaine d'étude des zones humides du National Council for Air and Stream Improvement (Conseil national pour la valorisation de l'air et des cours d'eau) couvrait une parcelle de 30 ha de forêt de Pin palustre (*pine flatwood*) sur plaine inondable avec dômes intercalés de Cyprès des marais exploités. Cette expérimentation sur microcosme destinée à déterminer la toxicité de l'imazapyr pour les invertébrés benthiques, et notamment les *Chironomus* sp., a été menée dans un dôme inondable peuplé de Cyprès des marais (*pond cypress dome*). Les microcosmes ont été traités avec 0, 0,56, 5,6, et 56 kg respectivement de matière active imazapyr par hectare, équivalents à 0, 1, 10, et 100 fois la dose d'application normalement conseillée pour ces conditions. Le traitement à l'imazapyr n'a pas eu d'impact statistiquement significatif sur les richesses des taxons ni sur l'abondance totale des taxons, diptères et chironomides, y compris dans le cas de la dose d'application la plus élevée, soit 18,7 mg/l (Fowlkes *et al.*, 2003).

Les résultats obtenus par ces études de très grande envergure sont très homogènes et démontrent qu'on ne peut pas attribuer d'effets non désirables à ces herbicides à usage forestier même à des doses expérimentales jusqu'à 100 fois supérieures aux doses normalement utilisées pour les applications forestières.

CONCLUSIONS

Les données toxicologiques et les évaluations de risque pour la santé humaine et l'environnement confirment le bien-fondé de l'approche adoptée depuis 40 ans par l'Agence américaine de Protection de l'Environnement en matière d'homologation de pesticides destinés aux usages prévus par la loi (loi fédérale FIFRA sur les insecticides, les fongicides et les rodenticides). Aucun caractère cancérigène n'a pu être établi pour les herbicides modernes à usage forestier et la dissipation de ceux-ci en milieux forestier et aquatique s'est avérée rapide. Les niveaux de contamination des eaux de surface et souterraines par ces produits restent conformes aux normes relatives à l'eau potable et, de même, aucun élément n'a été découvert laissant supposer l'existence d'un impact indésirable sur les écosystèmes aquatiques lorsque le traitement est fait conformément au mode d'emploi figurant sur les étiquettes.

Jerry Lee MICHAEL
USDA FOREST SERVICE
Southern Research Station
520 Devall Drive
AUBURN, AL 36849
ÉTATS-UNIS
(michajl@auburn.edu)

La traduction a été réalisée par Mme Virginia Popper.

BIBLIOGRAPHIE

ASPELIN (A.L.), GRUBE (A.H.). — Pesticides industry sales and usage : 1996 and 1997 market estimates. Report no. 733-R-99-001. — Washington, DC : United States Environmental Protection Agency, Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances, 1999.

DUBOIS (M.R.), MCNABB (K.), STRAKA (T.J.). — Costs and cost trends for forestry practices in the South. — *Forest Landowner*, vol. 58, 1999, pp. 3-8.

EPA. — Chemical Profile : Nicotine. — 1987. http://www.epa.gov/swercepp/ehs/profile/54115p.txt

EPA. — Environmental Risk : Your Guide to Analyzing And Reducing Risk. — U.S. EPA Region 5, 1991 (Publication Number 905/9-91/017). http://www.epa.gov/Region5/risk.htm

EPA. — Reregistration Eligibility Decision. Pronamide. — 1994.
http://www.epa.gov/REDs/old_reds/pronamide.pdf

EXTOXNET. — Pesticide Information Profiles : 2,4-D. — 1996a.
http://ace.orst.edu/cgi-bin/mfs/01/pips/24-D.htm

EXTOXNET. — Pesticide Information Profiles : Dalapon. — 1996b.
http://ace.orst.edu/cgi-bin/mfs/01/pips/dalapon.htm

EXTOXNET. — Pesticide Information Profiles : Oxyfluorfene. — 1996c.
http://ace.orst.edu/cgi-bin/mfs/01/pips/oxyfluor.htm

FOWLKES (M.D.), MICHAEL (J.L.), CRISMAN (T.L.), PRENGER (J.P.). — Effects of the herbicide imazapyr on benthic macroinvertabrates in a logged pond cypress dome. — *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 22, n° 4, 2003, pp. 900-907.

GROVER (R.). — Mobility of Dicamba, Picloram and 2,4-D in soil columns. — *Weed Science*, vol. 25, 1977, pp. 159-162.

HAY (J.V.). — Chemistry of sulfonylureas. — *Pesticide Science*, vol. 29, 1990, pp. 247-261.

KIDD (H.), JAMES (D.R.). — The Agrochemicals Handbook. The Royal Society of Chemistry. — Cambridge (England) : Unwin Brothers Limited, Surrey, 1991. — Not Paginated.

MICHAEL (J.L.), NEARY (D.G.). — Herbicide dissipation studies in southern forest ecosystems. — *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 12, 1993, pp. 405-410.

MICHAEL (J.L.), SMITH (M.C.), KNISEL (W.G.), FOWLER (W.P.), TURTON (D.J.). — Using a hydrological model to determine environmentally safer windows for herbicide application. — *New Zealand Journal of Forestry Science*, vol. 26, 1996, pp. 288-297.

MICHAEL (J.L.), WEBBER (E.C.), BAYNE (D.R.), FISCHER (J.B.), GIBBS (H.L.), SEESOCK (W.C.). — Hexazinone dissipation in forest ecosystems and impacts on aquatic communities. — *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 29, n° 7, 1999, pp. 1170-1181.

MICHAEL (J.L.). — Chapter 13 : Pesticides. pp. 139-150. *In* : Drinking Water from Forests and Grasslands - A Synthesis of the Scientific Literature / George E. Dissmeyer, Editor. — GTR-SRS-39, 2000. — 248 p.
http://www.srs.fs.fed.us/pubs/gtr/gtr_srs039/index.htm

OTTOBONI (M.A.). — The dose makes the poison. — Berkeley (California) : Vincente Books, 1984. — 222 p.

PIMENTEL (D.), LEVITAN (L.). — Pesticides : Amounts applied and amounts reaching pests. — *BioScience*, vol. 36, 1986, pp. 86-91.

REYNOLDS (P.E.) Ed. — Proceedings of the Carnation Creek Herbicide Workshop. — Sault Ste. Marie (Ontario) : Forest Pest Management Institute, Forestry Canada, 1989. — 349 p.

SERA. — Imazapyr Final Report (Risk Assessment). Prepared by Syracuse Environmental Research Associates, Inc. (Fayetteville, NY) under contract (USDA/FS Contract No. 53-3187-5-12) for US Forest Service. — 1999.

SHORT (P.), COLBORN (T.). — Pesticide use in the US and policy implications : A focus on herbicides. — *Toxicology and Industrial Health*, vol. 15, 1999, pp. 240-275.

USDA-ARS. — Pesticide Properties Database. — 1995. http://wizard.arsusda.gov/acsl/ppdb2.html

USFS. — Report of the Forest Service Fiscal Year 1997. US Forest Service. — Washington, DC : USDA Forest Service, 1998. — 147 p.

WAUCHOPE (R.D.), BUTLER (T.M.), HORNSBY (A.G.), AUGUSTIJN-BECKERS (P.W.M.), BURT (J.P.). — The SCS/ARS/CES pesticide properties database for environmental decision-making. — *Reviews of Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 123, 1992, pp. 1-164.

W.H.O. — Guidelines for drinking-water quality. Vol. 1. Recommendations. — 2nd edition. — Geneva : World Health Organization, 1998. — p. 80.

IMPACT DES HERBICIDES SUR LES ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS ET AQUATIQUES ET LA FAUNE SAUVAGE : L'EXPÉRIENCE AMÉRICAINE (Résumé)

L'impact des herbicides utilisés en forêt nord-américaine est analysé à travers différentes sources d'information. Le nombre et les quantités de matières actives herbicides utilisées en forêt représentent une très faible part des pesticides utilisés aux États-Unis en comparaison des autres usages et de l'étendue des surfaces forestières. L'impact de ces herbicides est étudié par la méthode de l'évaluation des risques, qui sert de base à leur homologation. Les différentes matières actives utilisées en forêt y sont analysées selon les volets suivants : l'influence de leurs propriétés chimiques sur leur devenir dans le milieu, les risques liés à leur mode d'action, leur toxicité, les risques sur la santé humaine, les mammifères, les oiseaux, la faune aquatique et les invertébrés. Par ailleurs, des études d'impact d'herbicides sur l'écosystème forestier ont été réalisées à partir d'application sur de grandes surfaces forestières, sans qu'aucun effet non désirable de ces herbicides n'ait pu être démontré, même à des doses expérimentales très élevées.

IMPACT OF HERBICIDES ON THE FOREST ECOSYSTEM, AQUATIC ECOSYSTEMS AND WILDLIFE - THE US EXPERIENCE (Abstract)

The author analyses the impact of herbicides used in North American forests based on a range of sources of information. The number and quantities of herbicide active ingredient used in forests accounts for a very small proportion of overall pesticide use in the United States by comparison with other applications and considering the magnitude of the woodland area there. The impact of these herbicides is studied using the risk assessment method that serves as a basis for registering these substances. The various active ingredients used in forests are examined through a tiered approach: impact of their chemical properties on the environment and their environmental fate, risks connected with their mode of action, toxicity, risks for human health, mammals, birds, aquatic fauna and invertebrates. In addition, a number of studies on herbicide impact on the forest ecosystem were carried out by applying the products on large areas of woodland. No undesirable effects of these herbicides were demonstrated, even at very high experimental doses.